



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Capacidad de biodegradación de *Trichoderma spp* a diferentes escalas de pH en suelos residuales contaminados con cianuro de la Compañía Minera Corire SAC en el distrito de Caravelí – Arequipa

**TRABAJO DE SUFICIENCIA PROFESIONAL PARA OBTENER
EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERA AMBIENTAL**

AUTORA:

Gallardo Pedroso, Leidy Helen (**ORCID:** 0000-0002-9162-1333)

ASESOR:

Mgtr. Garzón Flores Alcides (**ORCID:** 0000-0002-0218-8743)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA — PERÚ

2021

Dedicatoria

Esta tesis está dedicado a las personas más influyentes en mi vida, dándome los mejores consejos, guiándome y haciéndome una persona de bien, con todo mi amor y afecto se los dedico a:

Mi madre Yolanda Pedroso Ponte y mis Hermanos.

Agradecimiento

Al Ing. Saul Huamán Bustamante, a la Compañía Minera CORIRE SAC., y a todas las personas que me alentaron, apoyaron y transmitieron su sabiduría para poder culminar mi tesis, que va más allá de los libros y permite mi formación humana e integral.

Índice de contenidos

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de Contenidos	iv
Índice de Tablas	v
Índice de figuras	vi
Índice de anexos	vii
Resumen	viii
Abstract	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	3
III. METODOLOGÍA	16
IV. RESULTADOS	23
V. CONCLUSIONES	30
VI. RECOMENDACIONES	31
VII. REFERENCIAS	32
VIII. DECLARACION JURADA	36
IX. ANEXOS	37

Índice de tablas

Tabla Nº 1:	Escalas de pH	11
Tabla Nº 2:	Tratamientos	17
Tabla Nº 3:	Análisis de Varianza	17
Tabla Nº 4:	Cronograma de actividades	21
Tabla Nº 5:	Presupuesto de la investigación	21
Tabla Nº 6:	Control de temperatura previo al tratamiento	23
Tabla Nº 7:	Contenido de cianuro libre (mg/kg)	23
Tabla Nº 8:	Análisis de varianza con valores de pH iniciales	24
Tabla Nº 9:	Análisis de Tukey con valores de pH iniciales	25
Tabla Nº 10:	Valor de pH al final del experimento 18/07/2019	26
Tabla Nº 11:	Análisis de Varianza con valores de pH finales	26
Tabla Nº 12:	Análisis de Tukey con los valores de pH finales	27

Índice de figuras

Figura Nº 1:	Trichoderma spp en el suelo	10
Figura Nº 2:	Relación entre pH y nutrientes del suelo	12
Figura Nº 3:	Valores iniciales del Trichoderma spp bajo las condiciones iniciales de pH	28
Figura Nº 4:	Valores finales del Trichoderma spp bajo las condiciones finales de pH	29
Figura Nº 5:	Croquis experimental	37

Índice de anexos

Anexo N° 1: Croquis experimental	37
---	----

Resumen

Este estudio examina la capacidad de biodegradación del hongo *Trichoderma spp* a diferentes escalas de pH, en suelos residuales contaminados con cianuro, de la Compañía Minera Corire SAC en el distrito de Caravelí en Arequipa. Se empleó un Diseño de bloques completos al azar (DBCA) con arreglo factorial 3 x 3 x 3 repeticiones, haciendo un total de 27 unidades experimentales. El diseño constó de tres distintos niveles de agregado de *Trichoderma spp* (100 g/m³, 200 g/m³ y 300 g/m³), a 3 distintos niveles de pH del suelo contaminado (4, 6 y 8), en todos los casos se agregó compost al suelo contaminado a razón de 30 t/ha en capas de 30 cm. Se presentó una eficiencia de biodegradación de cianuro, expresado en el contenido residual promedio de cianuro post tratamientos a las diferentes escalas de pH de la siguiente forma: 214.96 (mg/kg), 198.08 (mg/kg), 207.80 (mg/kg), en las escalas de pH de 4, 6 y 8 respectivamente. Se observó una mayor eficiencia de biodegradación de cianuro en los suelos con pH de 6. Este estudio mostró que el *Trichoderma spp* posee un amplio mecanismo de utilización de sustrato que podría implementarse en aplicaciones de ingeniería ambiental.

Palabras claves: Biodegradación, pH, Contaminación, Minería.

Abstract

This study examines the biodegradation capacity of the *Trichoderma* spp fungus at different pH scales, in residual soils contaminated with cyanide, of the Compañía Minera Corire SAC in the Caravelí district of Arequipa. A randomized complete block design (DBCA) was used with a factorial arrangement of 3 x 3 x 3 repetitions, making a total of 27 experimental units. The design consisted of three different levels of *Trichoderma* spp aggregation (100 g/m³, 200 g/m³ and 300g/m³), at 3 different pH levels of the contaminated soil (4, 6 and 8), in all cases compost was added to the contaminated soil at a rate of 30 t/ha in layers of 30 cm. A cyanide biodegradation efficiency was presented, expressed in the average residual cyanide content after treatments at the different pH scales as follows: 214.96 (mg/kg), 198.08 (mg/kg), 207.80 (mg/kg), on the pH scales of 4, 6 and 8 respectively. A greater efficiency of cyanide biodegradation was observed in soils with a pH of 6. This study showed that *Trichoderma* spp has a broad substrate utilization mechanism that could be implemented in environmental engineering applications.

Keywords: Biodegradation, pH, Pollution, Mining.

I. INTRODUCCIÓN

Se ha informado de que la contaminación persistente por cianuro se produce en zonas de captación afectadas por la minería de oro artesanal en pequeña escala (Razanamahandry et al., 2018). La contaminación por mercurio elemental (Hg^0) en las comunidades de minería de oro artesanal y en pequeña escala es generalizada, y los relaves contaminados con Hg^0 a menudo se reprocesan con cianuro (CN^-) para extraer el oro residual que queda después de la amalgama. El Hg^0 reacciona con CN^- en condiciones aeróbicas para producir $\text{Hg}(\text{CN})_4^{2-}$ y otros complejos $\text{Hg}(\text{CN})_{n-2}$. La producción de complejos $\text{Hg}(\text{CN})_{n-2}$ solvatados aumenta con la agitación en presencia de relaves contaminados con Hg^0 sintéticos y auténticos que ayudan a dispersar el Hg^0 , aumentando su superficie reactiva. (Seney et al., 2020)

La lixiviación con cianuro es el proceso predominante de extracción de oro en la minería a gran escala. Las iniciativas actuales para reducir el uso de mercurio en la minería artesanal y de pequeña escala tienden hacia la tecnología del cianuro como la única alternativa viable. Por tanto, la manipulación deliberada teniendo en cuenta la naturaleza peligrosa de los compuestos de cianuro es un tema de particular importancia. El cianuro de hidrógeno volatilizado durante el proceso de lixiviación y de las soluciones de relaves después de la extracción de oro se informa que se destruye por oxidación y fotólisis de la atmósfera circundante de las minas de oro y la luz solar. Se dice que las soluciones de cianuro, drenados en los cuerpos de agua circundantes, se volatilizan a una velocidad alta, desintoxicando así y liberando cianuro de hidrógeno al aire. (Brüger et al., 2018)

En el medio natural, el pH del suelo tiene una enorme influencia en los procesos biogeoquímicos del suelo. El pH del suelo, por lo tanto, se describe como la “variable principal del suelo” que influye en innumerables propiedades y procesos biológicos, químicos y físicos del suelo que afectan el crecimiento de las plantas y el rendimiento de biomasa (Neina, 2019). Este

artículo analiza cómo el pH del suelo afecta los procesos que están interrelacionados con los aspectos biodegradación del cianuro del suelo, así como cómo estos procesos, a través de intervenciones antropogénicas, inducen cambios en el pH del suelo.

Sobre la base de realidad problemática presentada se planteó el problema general y los problemas específicos de la investigación. El problema general de la investigación fue: ¿Cómo examinar la capacidad de biodegradación del hongo *Trichoderma spp* a diferentes escalas de pH en suelos residuales contaminados con cianuro de la Compañía Minera Corire SAC en el distrito de Caravelí en Arequipa?

PE1: ¿Cómo evaluar el nivel de *Trichoderma spp* adecuado para la biodegradación de cianuro en suelos contaminados?

PE2: ¿Cómo evaluar el pH adecuado en el cual ocurre una mayor biodegradación?

El objetivo general fue: Examinar la capacidad de biodegradación del hongo *Trichoderma spp* a diferentes escalas de pH en suelos residuales contaminados con cianuro de la Compañía Minera Corire SAC en el distrito de Caravelí en Arequipa. Los objetivos específicos fueron los siguientes:

OE1: Evaluar el nivel de *Trichoderma spp* adecuado para la biodegradación de cianuro en suelos contaminados

OE2: Evaluar el pH adecuado en el cual ocurre una mayor biodegradación.

II. MARCO TEÓRICO

El cianuro es una sustancia química que se distribuye ampliamente en el medio ambiente, principalmente como resultado de actividades antropogénicas. Solo se producen pequeñas cantidades de forma natural. La mayoría de las actividades industriales utilizan este compuesto químico para fabricar un producto como galvanoplastia o para extraer oro. La exposición al cianuro tiene como resultado impactos negativos en la salud de la vida silvestre y los humanos. En la naturaleza, el cianuro se presenta en varias especies y destinos, de los cuales las formas de cianuro libre son las más tóxicas. El cianuro se puede eliminar mediante procesos químicos o biológicos. El tratamiento biológico llamado biorremediación, que es rentable y ecológico, es el proceso más aplicado para eliminar el cianuro de ambientes contaminados. Se ha informado que muchos microorganismos transforman el cianuro en otro compuesto menos tóxico o consumen cianuro para su crecimiento. Las reacciones están influenciadas por parámetros ambientales como el pH y la temperatura y por la disponibilidad de nutrientes. (Lovasoa et al., 2017)

La presencia de cianuro en el medio ambiente ha sido motivo de preocupación durante mucho tiempo debido a su alta toxicidad para la vida humana, animal y acuática. Los procesos de tratamiento disponibles, ya sean físicos o químicos, se ven afectados por problemas como las condiciones operativas, la generación de contaminación secundaria y la falta de rentabilidad. Varios microorganismos pueden consumir cianuro como fuente de carbono y nitrógeno y convertirlo en amoníaco y carbonato. Algunas plantas también son eficientes en el proceso de atenuación del cianuro. La biorremediación del cianuro podría ser una alternativa eficiente, rentable, ecológica y atractiva a los procesos físicos y químicos convencionales. (Kumar et al., 2017)

La biodegradación se considera el método más económico y eficaz para eliminar el cianuro del medio ambiente. Se han realizado varios estudios

sobre diferentes tipos de microorganismos que pueden degradar el cianuro en el medio ambiente. Las reacciones hidrolíticas, oxidativas, reductoras y de sustitución/transferencia son algunas de las vías comunes utilizadas por los microorganismos en la degradación del cianuro. La biodegradación del cianuro puede ocurrir de forma aeróbica o no aeróbica dependiendo de las condiciones ambientales. Las enzimas o microorganismos inmovilizados resultan ser un método de degradación muy eficaz. Microorganismos como *Klebsiella oxytoca*, *Corynebacterium nitrophilous*, *Brevibacterium nitrophilous*, *Bacillus* spp, *Pseudomonas* spp y *Rhodococcus* UKMP-5M son muy eficaces en la biodegradación del cianuro. (Ibrahim et al., 2015)

Hong et al. (2016) investigaron la eficiencia de eliminación del cianuro del agua contaminada mediante el proceso de adsorción, biodegradación y adsorción y biodegradación simultáneas (SAB) individualmente en un reactor discontinuo. La adsorción se logró mediante el uso de gránulos de cáscara de almendra y la biodegradación se realizó con cultivos suspendidos de, mientras que el proceso SAB se llevó a cabo utilizando cáscara de almendra en un reactor discontinuo. Se ha discutido el efecto del tiempo de agitación, el pH y la concentración inicial de cianuro sobre el% de eliminación de cianuro. En condiciones experimentales se obtuvo una remoción óptima a pH 7 con tiempo de agitación de 48 horas y temperatura de 35 °C. Las bacterias utilizaron el cianuro como única fuente de nitrógeno para el crecimiento. Se encontró que las eficiencias de remoción de cianuro por adsorción, biodegradación y SAB fueron del 91,38%, 95,87% y 99,63%, respectivamente, a una concentración inicial de cianuro de 100 mg/l. Se encontró que la eficiencia de eliminación de SAB era mejor en comparación con la de la biodegradación y adsorción por sí solas.

Akinpelu et al. (2018) reportan en su estudio un hongo resistente al cianuro y/o tolerante, aislado de la rizosfera de *Zea mays* contaminada con pesticidas a base de cianuro. El aislado se caracterizó mediante biología molecular. Se examinó el efecto del cianuro libre y los metales pesados sobre el crecimiento del aislamiento en las aguas residuales de una mina de

oro sintética. Los análisis moleculares identificaron el aislado como *Fusarium oxysporum*. El aislado tenía una eficiencia de degradación de cianuro libre del 77,6%. Los resultados indicaron un mayor deterioro del crecimiento en cultivos que contenían arsénico y cianuro. Se observó un mayor crecimiento en todos los cultivos suplementados con sustancia polimérica extracelular. Este estudio mostró que el aislado posee un amplio mecanismo de utilización de sustrato que podría implementarse en aplicaciones de ingeniería ambiental.

Moradkhani et al. (2018) aislaron cuatro cepas bacterianas (C1-C4) capaces de usar cianuro como fuente de nitrógeno de muestras de suelo de mina de oro contaminadas en condiciones alcalinas a 30 °C, pH 9,5-10,5 y velocidad de agitación 150 rpm. La bacteria gramnegativa C3 fue capaz de tolerar cianuro hasta 500 ppm además de eliminar 93,5% de 200 ppm de cianuro en 13 días, lo que fue confirmado por el crecimiento de microorganismos. La adición de sales basales mejoró la eficiencia de eliminación de C3 en un 16%. La eficiencia de eliminación de cianuro del cocultivo fue un 30% menor que la de C3. Optimización de tres parámetros importantes que incluyen temperatura, pH, y se estudió la concentración de glucosa para la biodegradación del cianuro utilizando la metodología de superficie de respuesta. Las condiciones óptimas para maximizar la biodegradación del cianuro fueron la temperatura (32,23°C), el pH (9,95) y la concentración de glucosa (0,73 g/l).

Los complejos Fe-CN son de gran interés común, ya que el hierro es uno de los elementos más abundantes en el suelo y el agua. Sut et al. (2016) estudiaron el efecto de la inoculación de raíces de raigrás (*Lolium perenne* L.), utilizando hongos micorrízicos (*Rhizophagus irregularis* y una mezcla de *R. irregularis*, *Funneliformis mosseae*, *Rhizophagus aggregatus* y *Claroideoglomus etunicatum*), sobre la sorción de hierro-cianuro. Los resultados indicaron una colonización significativamente mayor de *R. irregularis* que la mezcla de especies de Hongos Micorrízicos Arbusculares en raíces de raigrás. Una serie de experimentos por lotes utilizando

soluciones de hexacianoferrato de potasio (II), en concentraciones variables, revelaron una reducción significativamente mayor del contenido de CN total y CN libre en las raíces de las micorrizas, lo que indica una mayor disminución de cianuro en el tratamiento inoculado con *R. irregularis*. Es un primer indicio de la posible contribución positiva de los Hongos Micorrízicos Arbusculares en la fitorremediación de los complejos de hierro y cianuro.

Se han utilizado diferentes procesos fisicoquímicos, incluida la oxidación por peróxido de hidrógeno, la cloración alcalina y la ozonización para reducir los desechos de cianuro del medio ambiente. La degradación microbiana del cianuro, se utiliza para tener lugar a través de diferentes vías bioquímicas / metabólicas que implican reacciones reductoras, oxidativas, hidrolíticas o de sustitución/transferencia. Los grupos de enzimas involucradas en la degradación microbiana son cianidasa, cianuro hidratasa, formamidasa, nitrilasa, nitrilo hidratasa, cianuro dioxigenasa, cianuro monooxigenasa, cianasa y nitrogenasa. En el futuro, las tecnologías y la ingeniería de proteínas nos ayudarán a recuperar el medio ambiente del efluente de cianuro. (Sharma et al., 2019)

La sostenibilidad de los requisitos de nutrientes para la proliferación microbiana a gran escala es un desafío en los procesos de biorremediación. Akinpelu et al. (2018) presentaron datos sobre las propiedades bioquímicas de un aislado fúngico libre resistente al cianuro y que asimila el nitrógeno total de la rizosfera de *Zeamays* (maíz) que crece en suelo contaminado con un pesticida a base de cianuro. El ADN extraído de este aislado se amplificó por PCR utilizando cebadores universales; TEF1- α e ITS. La caracterización usando datos bioquímicos se obtuvo usando reactivos colorimétricos analizados con el software VITEK 2 versión 7.01. Los datos serán informativos en la selección de biocatalizadores para aplicaciones de ingeniería ambiental.

Suelo, es definido como el material no consolidado compuesto por partículas inorgánicas, materia orgánica, agua, aire y organismos, que comprende

desde la capa superior de la superficie terrestre hasta diferentes niveles de profundidad. (Ministerio del Ambiente, 2014, pág. 4)

A su vez, suelo contaminado es aquel cuyas características químicas, han sido alteradas negativamente por la presencia de sustancias contaminantes depositadas por la actividad humana, según lo establecido en el D.S. N° 002-2013-MINAM. (Ministerio del Ambiente, 2014, pág. 4)

La Contaminación del suelo es definida por la Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura FAO (Natalia Rodriguez Eugenio; et al., 2019) como el desequilibrio físico, químico y biológico del suelo que afecta negativamente a las plantas, a los animales y a los seres humanos. Es consecuencia directa del arrojo de residuos domésticos e industriales, aceites usados, agroquímicos, relaves mineros y deforestación.

Cuando el cianuro entra en contacto con las células vivas produce una reacción química que inhibe las funciones respiratorias, con lo cual la célula deja de respirar y muere. En los humanos, basta una ingesta equivalente a dos granos de arroz para ocasionar la muerte. Por otro lado, y aun tomando todas las precauciones exigidas en su manipulación, se ha demostrado que la exposición por largos períodos a bajas concentraciones de esta sustancia, genera dificultades respiratorias, desequilibrios tiroideos, vómitos, dolores de cabeza, entre otros trastornos. (Observatorio de Conflictos Mineros de América Latina, 2017)

La biodegradación es la forma en que la naturaleza recicla los desechos o descompone la materia orgánica en nutrientes que pueden ser utilizados por otros organismos. Al aprovechar estas fuerzas naturales de biodegradación, algunos tipos de contaminantes ambientales pueden reducirse y eliminarse por completo. (Eskander & Saleh, 2017)

Los hongos se encuentran en casi todos los hábitats de la Tierra, incluidos los sedimentos oceánicos profundos, las salinas, el permafrost y los valles

secos de la Antártida; sin embargo, la mayor biomasa se logra en la basura forestal y los horizontes del suelo orgánico. Las comunidades de plantas, el horizonte del suelo y otros factores edáficos están fuertemente correlacionados con la composición de la comunidad de hongos, que también está estructurada por la competencia, depredación y mutualismo. (Lee Taylor & Sinsabaugh, 2015)

Los descomponedores u hongos saprofitos convierten la materia orgánica muerta en biomasa fúngica, dióxido de carbono y ácidos orgánicos. Son esenciales para la descomposición de la materia orgánica leñosa dura. Al consumir los nutrientes de la materia orgánica, juegan un papel importante en la inmovilización y retención de nutrientes en el suelo. Los ácidos orgánicos que producen como subproductos ayudan a crear materia orgánica que es resistente a la degradación. Los hongos son capaces de degradar la celulosa, las proteínas y la lignina, algunas de las cuales son muy resistentes a la degradación. (Jenkins, 2015)

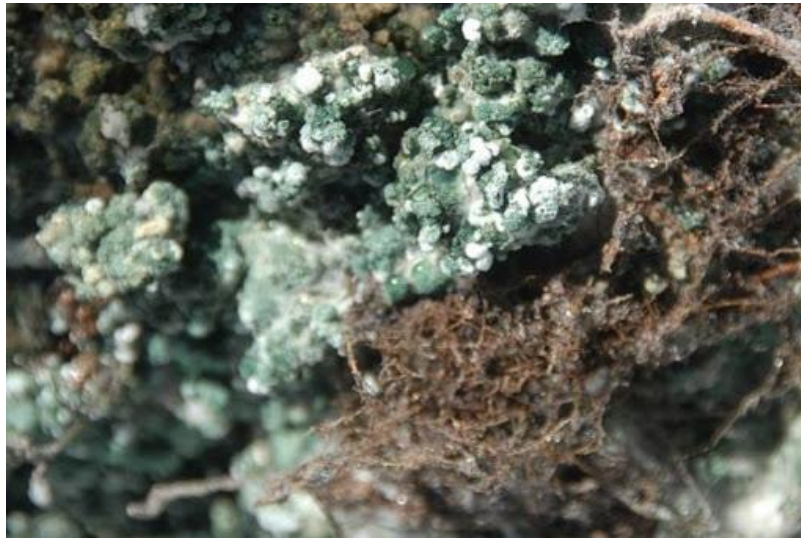
Cuando las condiciones ambientales disminuyen, los hongos forman esporas, que almacenan grandes cantidades de nutrientes para permitir que el hongo sobreviva hasta que se recuperen las condiciones ambientales. Es más probable que los hongos con requerimientos de nutrientes especializados disminuyan o mueran cuando se incluye una planta no hospedante en una rotación de cultivos, mientras que un hongo con una amplia gama de hospederos sobrevivirá y posiblemente florecerá. Los hongos del suelo a menudo tienen suficiente resistencia para pasar de una etapa de reposo a otra cuando los niveles de nutrientes son bajos. (Hoorman, 2011)

El género *Trichoderma* está compuesto por muchas especies de hongos comunes que se distribuyen en todo el mundo en muchos ecosistemas. Las especies de *Trichoderma* son productores bien conocidos de metabolitos secundarios con una variedad de actividades biológicas. (Li et al., 2019)

Las especies de *Trichoderma* son hongos filamentosos transmitidos por el suelo que se utilizan ampliamente por sus numerosos beneficios para la salud de las plantas, como, por ejemplo, conferir un mejor crecimiento, resistencia a enfermedades y tolerancia al estrés abiótico a sus huéspedes. Muchas especies de *Trichoderma* son capaces de producir la auxina fitohormona ácido indol-3-acético, y se ha sugerido que su producción promueve el crecimiento de las raíces. (Nieto-Jacobo et al., 2017)

Trichoderma spp son habitantes comunes del suelo y las raíces que han sido ampliamente estudiados debido a su capacidad para producir antibióticos, parasitar otros hongos y competir con los microorganismos nocivos de las plantas. Estos hongos producen varios metabolitos secundarios, como péptidos no ribosomales, terpenoides, pironas y compuestos derivados de indólicos. En la rizosfera, el intercambio y reconocimiento de moléculas de señalización por *Trichoderma* y las plantas puede alterar aspectos fisiológicos y bioquímicos en ambos. Por ejemplo, varias cepas de *Trichoderma* inducen la ramificación de las raíces y aumentan la biomasa de los brotes como consecuencia de la división, expansión y diferenciación celular por la presencia de compuestos fúngicos similares a las auxinas. Además, *Trichoderma*, en asociación con las raíces de las plantas, puede desencadenar una resistencia sistémica y mejorar la absorción de nutrientes de las plantas. (Contreras-Cornejo et al., 2016)

Figura N° 1. *Trichoderma spp* en el suelo



Fuente: Agroware (2016)

El pH y la conductividad eléctrica son dos determinaciones que suelen recomendarse, solicitarse y hasta analizarse en conjunto en una muestra de suelo. Sin embargo, son dos propiedades que tienen identidades particulares que las hacen muy diferentes. Es decir, que cada una tiene su comportamiento y condiciona de manera particular distintos procesos y reacciones del suelo y nos brindan diferente información a la hora de la toma de decisiones. (Sadeghian & Díaz, 2020)

Al pH también se lo conoce como “reacción del suelo”, e indica cuán ácido o alcalino es un suelo cuando está en contacto con el agua. Es un indicador del ambiente que se genera en la solución del suelo, y condiciona todas las reacciones químicas y biológicas que en ella ocurren. Este parámetro mide la concentración del ion Hidrógeno en la solución del suelo con una escala particular que va del 0 al 14 (a mayor valor, menor concentración). De esta manera, cuando un suelo tiene un pH de 7 se lo considera neutro, con valores mayores (7 a 14) se lo considera alcalino y con valores menores (7 a 0), se lo denomina suelo ácido. (Cremona & Enriquez, 2020)

Tabla N° 1. Escalas de pH

pH	Clasificación
<4,5	extremadamente ácido
4,6-5,0	muy fuertemente ácido
5,1-5,5	fuertemente ácido
5,6-6,0	moderadamente ácido
6,1-6,5	levemente ácido
6,6-6,9	muy levemente ácido
7	Neutro
7,1-7,3	muy levemente alcalino
7,4-7,8	levemente alcalino
7,9-8,4	moderadamente alcalino
8,5-9,0	fuertemente alcalino
>9,0	muy fuertemente alcalino

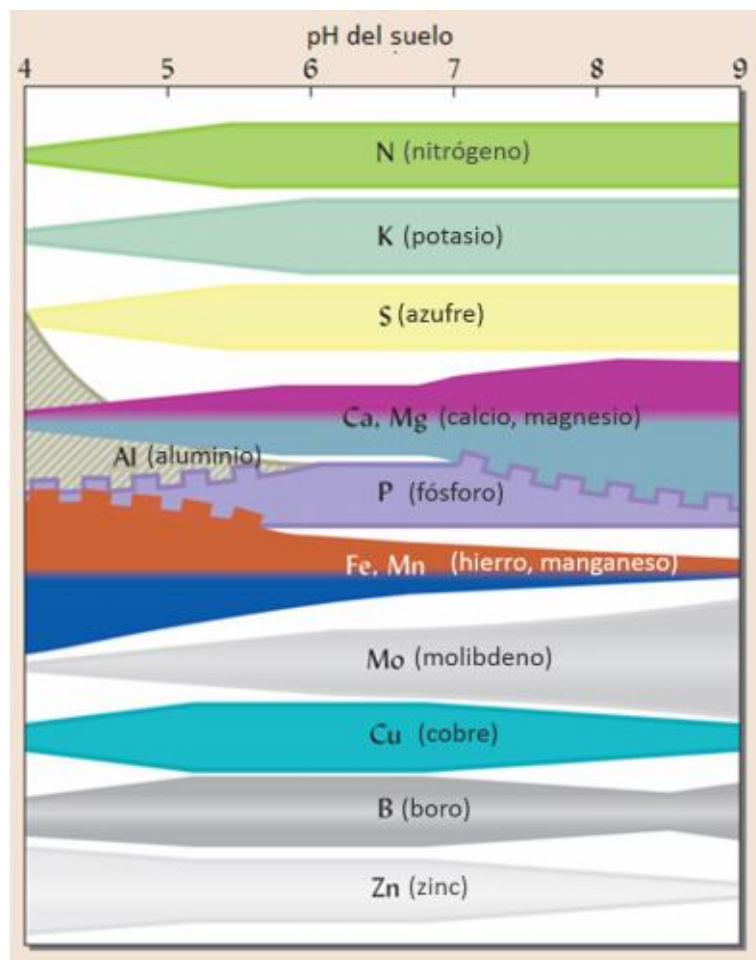
Fuente: Cremona & Enriquez (2020)

Los suelos pueden tener naturalmente un pH que varíe entre 3,5 y 10. Este valor será resultado del material que origina ese suelo y de la intensidad con la que los procesos de formación de suelo (resultantes de la interacción del clima, la biota conformada por la vegetación y organismos del suelo, y el relieve, a lo largo del tiempo) actuaron sobre él. La evolución natural del suelo tiende a reducir el pH en el largo plazo. Por lo tanto, en zonas áridas de suelos poco evolucionados o jóvenes, el pH suele encontrarse por encima de 7, mientras que en las zonas más húmedas se encuentra por debajo de ese valor. También la materia orgánica tiende a liberar el ion Hidrógeno, por lo que suelos orgánicos ricos en este elemento tienden a ser ácidos ($\text{pH} < 5$). (Cremona & Enriquez, 2020)

Los suelos ácidos contienen cantidades relativamente altas de aluminio (Al^{3+}) y, a veces, de manganeso (Mn^{2+}), que resultan tóxicas para las plantas; en contraste, son pobres en Ca^{2+} y Mg^{2+} . La alternativa más común para corregir la acidez del suelo radica en el empleo de materiales encalantes; práctica que eleva el pH, neutraliza el Al^{3+} y Mn^{2+} , proporciona Ca y Mg,

aumenta la disponibilidad de fósforo (P) y molibdeno (Mo), favorece la mineralización de la MO, ayuda a la fijación simbiótica de nitrógeno (N), propicia la floculación de los coloides, estimula el crecimiento radical y, por ende, mejora el aprovechamiento por parte de las plantas del agua y de los nutrientes. En suelos de carga variable, carga dependiente del pH, el encalado incrementa la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), dando como resultado una mayor retención de bases intercambiables. (Sadeghian & Díaz, 2020).

Figura Nº 2. Relación entre pH y nutrientes del suelo



Fuente: Cremona & Enriquez (2020)

Para que un cultivo crezca de manera óptima se necesita una determinada cantidad de nutrientes (ej. dotación de nitrógeno o fósforo) presentes en el suelo, pero estos tienen que estar en forma accesible para las plantas, es

decir, disponibles. El pH afecta la solubilidad de los nutrientes en la solución del suelo y con ello la forma en que estos pueden ser utilizados por las plantas. De esta manera, el pH no afecta la dotación sino la disponibilidad de nutrientes, por lo que será necesario evaluar el pH en conjunto con la información de la cantidad de nutrientes para saber si los mismos, cuando están presentes, podrán ser utilizados por las plantas. Algunos nutrientes están más disponibles a pH alcalino y otros a pH ácido, pero la mayoría de los nutrientes están en niveles razonables de disponibilidad en el rango de 6 a 7, por lo que es importante conocer su valor. (Cremona & Enriquez, 2020)

El monitoreo periódico del pH con un análisis puede ayudar a prevenir efectos indeseables. La frecuencia recomendable para realizarlo dependerá de la intensidad con la que se maneje el suelo, ya que no será la misma en cultivos que realizan abonados o riegos frecuentes, que en aquellos que no se fertilizan ocasionalmente. (Cremona & Enriquez, 2020)

Si se trata de combatir enérgicamente una acidez fuerte, porque sea índice de una grave enfermedad del suelo, no es conveniente llevarlo a un pH muy elevado, en el que podría haber bloqueo de ciertos elementos útiles para las plantas (la clorosis, que se comprueba frecuentemente en suelos demasiados calizos, no tiene otro origen). Se sabe, como regla general, que la asimilación de los elementos fertilizantes se hace más fácilmente en medio ácido. Lo ideal será, por tanto, mantenerlo en el nivel de neutralidad o ligeramente por debajo, en la proximidad de 6,5. Influye además la constitución del suelo y la clase de cultivo, ya que los cultivos tienen aptitudes diferentes para desenvolverse en suelos más o menos ácidos. (Lozano-Rivas, 2018)

Los sustratos orgánicos y el carbono inorgánico tienen un efecto importante sobre el pH del suelo en suelos rojos, pero los mecanismos subyacentes a la mineralización del carbono orgánico del suelo (COS) por microorganismos del suelo debido al cambio de pH se han estudiado poco. El encalado aumenta significativamente el pH del suelo y disminuye la diversidad de

hongos, lo que beneficia la mineralización del COS. Las comunidades de hongos del suelo dominan el recambio de COS después del encalado para cambiar el pH del suelo, y los hongos del suelo tienen efectos más importantes sobre el ciclo del carbono del suelo que las bacterias en el suelo ácido. (Xiao et al., 2018)

El equilibrio entre el crecimiento de hongos y bacterias se ve afectado por la química del suelo, como el pH. Además, el pH bajo en el suelo favorece aún más el crecimiento de hongos, independientemente del tipo de sustrato. A pesar de las diferencias en el crecimiento de hongos y bacterias, esto parece tener poca influencia en las tasas de respiración de agregados, lo que sugiere una redundancia funcional. Tanto las condiciones iniciales del suelo (pH) como la composición de la relación C / N afectan independientemente el crecimiento de hongos y bacterias durante la descomposición. (Grosso et al., 2016)

La adición de enmiendas orgánicas es una práctica común para restaurar la fertilidad y aumentar la productividad de suelos degradados. Los efectos a largo plazo de esta práctica en los suelos son controvertidos, con trabajos previos que muestran resultados contrastantes sobre la durabilidad del material orgánico agregado y sus efectos en la estructura de las comunidades microbianas. En general, las diferencias en las propiedades químicas y bioquímicas y la disponibilidad de oligoelementos entre los suelos de control y tratados son muy evidentes, principalmente en los suelos tratados con la dosis de enmienda más alta. La estructura y composición de la comunidad microbiana del suelo se ve significativamente afectada por el tipo de manejo. La adición de enmiendas favorece el aumento de la relación hongos / bacterias en la comunidad del suelo. Los factores abióticos que actúan como principales impulsores de las comunidades subterráneas difieren entre bacterias (más sensibles a la contaminación por Zn y Cd) y hongos (pH del suelo y contenido de nitrógeno). Las enmiendas orgánicas tienen un efecto positivo directo sobre estos factores abióticos, especialmente en el pH del suelo, un factor clave para lograr una

remediación a largo plazo. El efecto de enmiendas sobre el suelo se mantiene años después de su aplicación, aunque es necesario repetir su aplicación para mantener el pH del suelo dentro de los rangos adecuados y lograr una recuperación duradera de las funciones del suelo. (Montiel-Rozas et al., 2018)

La minería a cielo abierto tiene una serie de consecuencias sobre los recursos de la tierra y ejerce una enorme presión sobre el medio ambiente ecológico. El desmonte, la excavación, el transporte y el vertido tienen diferentes efectos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Además, el paisaje reconstruido produce una mayor heterogeneidad espacial a pequeña escala de los suelos minados. Actualmente, la creciente preocupación por las consecuencias negativas de la minería ha puesto de relieve la importancia de la recuperación en los estudios de suelos mineros. La aleatoriedad del vertido del suelo aumenta la heterogeneidad de las propiedades del suelo de la mina, lo que a su vez aumenta la complejidad de la práctica de recuperación. Las consecuencias negativas o positivas de los procesos de minería y recuperación deben ser reconocidas por observaciones científicas tales como análisis de índices múltiples de propiedades del suelo y crono secuencias del suelo, en el que se basa la práctica de reconstrucción del suelo minero. (Feng et al., 2019)

La recuperación de las características fisicoquímicas del suelo es esencial para la restauración exitosa del paisaje y del suelo mismo después de la minería. Las cinco fases de recuperación (es decir, remodelación geomórfica, reconstrucción del suelo, estabilidad hidrológica, restauración de la vegetación y reconstrucción del paisaje) deben considerarse como un sistema integral para la reconstrucción de suelos mineros. La aplicación de nuevas tecnologías (p. ej., remodelación de micro terrenos y detección no destructiva del suelo) y nuevos estudios (p. ej., estudio sistemático, reconstrucción del hábitat animal e investigación de la diversidad biológica) a la práctica de recuperación de suelos de minas mejoraría los nuevos conceptos de tierra. (Liu et al., 2017)

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de la investigación

Siendo que se recogen datos de naturaleza cuantitativa y se soporta en la estadística (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, pág.151), el tipo de estudio del presente trabajo de investigación es pre experimental, descriptivo y analítico debido que se midió el efecto del hongo *Trichoderma spp* en la biodegradación de cianuro en suelos contaminados.

- Se utilizó el Diseño de bloques completos al azar (DBCA) con arreglo factorial 3 x 3 x 3 repeticiones, haciendo un total de 27 unidades experimentales.
- Los resultados fueron comparados mediante el análisis de varianza (ANOVA) para determinación de diferencia significativa $\alpha = 0.05$.
- Para la determinación de significancia entre tratamientos se utilizó la prueba de significación de Tukey al nivel de $\alpha = 0.05$.

Tratamientos a evaluar

a) Factor *Trichoderma spp.* (T): tres niveles

- 100 gr en 1 m³ de suelo
- 200 gr en 1 m³ de suelo
- 300 gr en 1 m³ de suelo

b) Factor pH (P): tres niveles

- pH 4 de suelo contaminado
- pH 6 de suelo contaminado
- pH 8 de suelo contaminado

Tabla Nº 2. Tratamientos

TRAT	CLAVE	DESCRIPCION
T1	T1P4	100 gr de trichoderma spp en pH 4
T2	T1P6	100 gr de trichoderma spp en pH 6
T3	T1P8	100 gr de trichoderma spp en pH 8
T4	T2P4	200 gr de trichoderma spp en pH 4
T5	T2P6	200 gr de trichoderma spp en pH 6
T6	T2P8	200 gr de trichoderma spp en pH 8
T7	T3P4	300 gr de trichoderma spp en pH 4
T8	T3P6	300 gr de trichoderma spp en pH 6
T9	T3P8	300 gr de trichoderma spp en pH 8

Elaboración propia

- El suelo en el cual se trabajará está contaminado con cianuro propio de la labor de la mina y se determinará mediante análisis el nivel de contaminación que presenta.
- Se incorporará compost al suelo contaminado a razón de 30 t/ha en capa de 30 cm

Análisis de varianza

Ho: $t = t_i$ (Todos los tratamientos producen el mismo efecto)

Ha: $t \neq t_i$ para al menos un i ; $i = 1, 2, \dots, t$. (Al menos uno de los tratamientos produce efectos distintos)

Tabla Nº 3. Análisis de Varianza

Fuentes de Variabilidad	GL	GL
Bloques	$b - 1$	2
Tratamientos	$t - 1$	8
Factor Trichoderma (T)	$a - 1$	2
Factor pH (P)	$b - 1$	2
Interacción (TxP)	$(a - 1)(b - 1)$	4
Error experimental	$(b - 1)(t - 1)$	16
Total	$n. - 1$	26

Elaboración propia

3.2. Población y muestra

El ambiente en el que se realizó el presente trabajo de investigación, fue dentro del área de labor de la Compañía Minera Corire SAC, Ubicado en la Región Arequipa, Provincia de Caravelí y distrito Caravelí. La ubicación geográfica es la siguiente:

- Latitud sur : 16,29°
- Latitud oeste : 76,49°
- Altitud : 2100 msnm

Tamaño del campo experimental

Área total	=	43.75 m ²
Largo	=	12.50 m
Ancho	=	3.50 m
Área neta	=	6.75 m ²

Dimensión de Bloque

Largo	=	12.50 m
Ancho	=	0.50 m
Área	=	6.25 m ²
Entre bloques	=	1.00 m
Entre parcelas	=	1.00 m

Dimensión de parcela

Largo	=	0.50 m
Ancho	=	0.50 m
Área	=	0.25 m ²

3.3. Materiales

En la Instalación del Experimento:

- Contenedores de madera con capacidad de 0.075 m³ (0.5 x 0.5 x 0.3 m)
- Suelo contaminado con cianuro in situ
- Compost comercial
- Trichoderma spp
- Regulador de pH de uso agrícola
- Cernidor
- Herramientas manuales: pala, pico, badilejo y rastrillo
- Bolsas plásticas
- Rotuladores
- Termo hidrómetro
- pH metro
- Cuaderno de campo
- Cámara fotográfica
- Envases herméticos para muestra de suelo
- Cooler
- Cilindro de 200 litros de capacidad
- Etiquetas para cada tratamiento y bloque
- Balanza digital de 0,1 gramo

En Manejo:

- Etiquetas
- Libreta de campo
- Bolsas de plástico
- pH metro
- Termo higrómetro
- Costales de yute

En Laboratorio:

- Balanza de precisión electrónica

- Regla graduada en milímetros
- Muestras para determinar contenido de cianuro total

3.4. Procedimientos

- Análisis previo del suelo a usar en el experimento para la determinación de contenido de cianuro total.
- Se prepararán contenedores de madera a modo de macetas, donde no se permitirá que el agua drene, para lo cual se revestirá esta cama con plástico para evitar lixiviaciones.
- Se realizará una incorporación de compost a razón de 30 tn/ha como fuente de establecimiento del *Trichoderma* spp. en el suelo contaminado, previamente cernido a una granulometría de 0.5 cm², una vez incorporado el compost se distribuirá en todas lo contenedores según distribución del croquis experimental. El *Trichoderma* spp. es de uso comercial agrícolamente el cual se adquirirá de laboratorio productor de estos hongos.
- Se regulará el pH según distribución de los tratamientos, para lo cual se utilizarán soluciones tampón hasta conseguir el pH deseado en cada tratamiento.
- Se incorporará el *Trichoderma* spp. en cada contenedor logrando una homogenización con el suelo contaminado y de acuerdo a la distribución de los tratamientos en estudio.
- Se aplicarán riegos en los contenedores para mantener el suelo en capacidad de campo, esto se realizará según requerimiento de cada contenedor bajo las condiciones climáticas de la zona. Se hará uso del termo higrómetro para evaluaciones semanales de temperatura y humedad; el pH del suelo registrado previamente antes de la aplicación del agua corresponderá al pH del agua de riego el cual será calibrado con el regulador de pH comercial de uso agrícola para evitar la variación del pH por la incorporación del agua de riego.
- Se tomarán registros de pH en forma quincenal, para el registro de su fluctuación durante el proceso de biodegradación del cianuro.

- A los 3 meses de instalado el experimento se realizará la evaluación de cianuro total para determinar su contenido en suelo y el efecto de la biodegradación.

3.5. Duración y Financiación de la investigación

Tabla Nº 4. Cronograma de actividades

ACTIVIDADES	SET	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB
Presentación de proyecto de tesis	x					
Fase de gabinete / tema de evaluación	x					
Muestreo inicial de cianuro	x					
Instalación en campo del experimento	x					
Incorporación de compost y regulación de pH	x					
Evaluación de pH	x	x x	x x	x		
Incorporación del <i>Trichoderma</i> spp.	x					
Aplicaciones de riego		x x	x x	x		
Registro de temperatura y humedad		x x	x x	x		
Muestreo final de cianuro				x		
Fase de gabinete / Análisis estadístico					x	
Elaboración de tesis preliminar					Xxx	
Presentación de tesis preliminar						x

Elaboración propia

Tabla Nº 5. Presupuesto de la investigación

Gastos del experimento	Cant.	Medida	CU (S/.)	CT (S/.)
Contenedores de madera	27	unidad	10.00	270.00
Compost	20	kg	6.00	120.00
Solución tampón pH	1	global	100.00	100.00
<i>Trichoderma</i> spp	0.25	kg	150.00	37.50
Herramientas manuales	1	Global	100.00	100.00

Gastos del experimento	Cant.	Medida	CU (S/.)	CT (S/.)
Materiales campo (cuaderno, bolsas, plástico, marcadores, letreros)	1	Global	100.00	100.00
pH metro (papel indicador)	1	unidad	32.00	32.00
Termo higrómetro	1	unidad	120.00	120.00
Muestreo de cianuro total	27	unidad	110.00	2970.00
Impresiones	1	global	100.00	100.00
TOTAL				3949.50

Elaboración propia

3.6. Aspectos éticos

CORIRE es una Planta de Minerales destinada principalmente a producir concentrados de oro y cobre. La Planta está ubicada en Caraveli-Arequipa a 2,000 msnm.

Es una empresa peruana de capitales nacionales y con trabajadores que laboran dentro de un modelo de gestión y tecnologías limpias que día a día buscan hacer de Caraveli un mejor lugar para vivir.

Viene realizando importantes inversiones en la modernización de sus instalaciones productivas. Apuntamos en el corto plazo a ser un actor importante y un modelo de empresa responsable en la minería regional de Arequipa.

CORIRE forma parte de una propuesta de desarrollo que involucra a todos en Caraveli. Nuestra razón corporativa de la mano de una moderna operación innovadora, conlleva una visión que trasciende la sola apuesta comercial, sino más bien, añade valor a todos aquellos que son parte de nuestra área de influencia pues creemos en su gente y en sus tradiciones. (Compañía Minera – Corire, 2020)

IV. RESULTADOS

Tabla N° 6. Control de temperatura previo al tratamiento

1	Temperatura (°C) (18/07/2019)				
	18/05/2019	02/06/2019	17/06/2019	02/07/2019	17/07/2019
T°7 AM	10°	12°	09°	10°	11°
T°12 M	28°	32°	29°	30°	27°
T°19 PM	20°	19°	18°	22°	20°

Elaboración propia

Se aplicaron riegos en los contenedores para mantener el suelo en capacidad de campo, esto se realizó según requerimiento de cada contenedor bajo las condiciones climáticas de la zona. Estos son los resultados de las evaluaciones semanales de temperatura analizadas con el termo higrómetro.

Tabla N° 7. Contenido de cianuro libre (mg/kg)

1	Contenido de cianuro libre (mg/kg) (18/07/2019)								
	T100			T200			T300		
	P4	P6	P8	P4	P6	P8	P4	P6	P8
B1	228.45	220.6	225.67	225.34	196.78	220.78	210.45	170.67	189.56
B2	218.38	205.23	209.34	210.67	210.05	210.27	200.34	177.37	190.78
B3	220.49	210.33	212.6	219.05	201.37	215.95	201.45	190.34	195.21
Promedio	222.44	212.05	215.87	218.35	202.73	215.67	204.08	179.46	191.85

Elaboración propia

Se presentan los resultados de los tres diferentes tratamientos que T1, T2 y T3, que expresan las diferentes escalas de agregado del *Trichoderma spp* (100 g/m³, 200 g/m³ y 300 g/m³), a las diferentes escalas de pH expresadas en la tabla como P4, P6 y P8. Se presentó una eficiencia de biodegradación de cianuro, expresado en el contenido residual promedio de cianuro post

tratamientos a las diferentes escalas de pH de la siguiente forma: 214.96 (mg/kg), 198.08 (mg/kg), 207.80 (mg/kg).

Tabla Nº 8. Análisis de varianza con valores de pH iniciales

Fuentes de Variabilidad	Grados de Libertad	Suma de Cuadrados	Cuadrado Medio	Valor F Calculado	Valor F Tabular (0.05)	Significancia
Bloques	2	176.47	88.24	2.06	3.63	NS
T	2	3190.56	1595.28	37.23	3.63	*
P	2	1291.29	645.65	15.07	3.63	*
TxP	4	202.03	50.51	1.18	3.01	NS
Error	16	685.57	42.85			
Total	26	5545.92				

CV = 3.16 %

Elaboración propia

Siendo las hipótesis generadas para el análisis de Varianza, se aprueba la Hipótesis alternativa:

Ha: $t \neq t_i$ para al menos un i ; $i = 1, 2, \dots, t$. (Al menos uno de los tratamientos produce efectos distintos)

Los tratamientos por separado, es decir las diferentes escalas de agregado del *Trichoderma spp*, y las diferentes escalas de pH, presentaron diferencias significativas a un p valor > 0.05 por sí solos. Por otro lado, el contraste de los tratamientos no expresó diferencias significativas.

Siendo que la prueba de ANOVA concluyó que algunas de las medias entre los grupos presentan diferencia significativa. Se realiza la prueba de Tukey para determinar aquel grupo cuyas medias son las que presenta diferencias significativas. De acuerdo con Tukey dos medias son estadísticamente diferentes cuando el valor absoluto de la diferencia entre ellas es igual o superior al valor de la diferencia mínima significativa, siendo el caso las Medias.

Tabla Nº 9. Análisis de Tukey con valores de pH iniciales

ANALISIS DE EFECTOS

Efectos generales:

Tratam	Clave	Promedios	Significancia Tukey
T1	T100P4	222.440	a
T4	T200P4	218.353	a
T3	T100P8	215.870	a
T6	T200P8	215.667	a
T2	T100P6	212.053	a b
T7	T300P4	204.080	a b
T5	T200P6	202.733	a b
T9	T300P8	191.850	b c
T8	T300P6	179.460	c

Efectos principales (A):

Tratamientos	Promedios	Tukey
T100	216.788	a
T200	212.251	a
T300	191.797	b

Efectos principales (P):

Tratamientos	Promedios	Tukey
P4	214.958	a
P8	207.796	a
P6	198.082	b

Efectos simples de A(P) y P(A):

Tratamientos		Promedios	Tukey	Tratamientos		Promedios	Tukey
T100	P4	222.440	a	P4	T100	222.440	a
	P8	215.870	a		T200	218.353	a
	P6	212.053	a		T300	204.080	b
T200	P4	218.353	a	P6	T100	212.053	a
	P8	215.667	a b		T200	202.733	a
	P6	202.733	b		T300	179.460	b
T300	P4	204.080	a	P8	T100	215.870	a
	P8	191.850	a b		T200	215.667	a
	P6	179.460	b		T300	191.850	b

Elaboración propia

Tabla N° 10. Valor de pH al final del experimento 18/07/2019

2	Evaluación de pH de suelo (18/07/2019)								
	T100			T200			T300		
	P4	P6	P8	P4	P6	P8	P4	P6	P8
B1	5.45	7.12	7.02	5.36	6.45	6.98	5.45	6.35	6.93
B2	5.36	6.47	7.15	5.67	6.78	7.12	5.89	6.67	7.02
B3	5.12	6.48	7.04	6.01	6.64	7.09	6.05	6.03	7.07
Promedio	5.31	6.69	7.07	5.68	6.62	7.06	5.80	6.35	7.01

Los valores de pH fluctuaron hacia el final de tratamiento, pasando de niveles iniciales de 4, 6 y 8 a valores finales de 5.60, 6.5 y 7.05 respectivamente.

Tabla N° 11. Análisis de Varianza con valores de pH finales

Fuentes de Variabilidad	Grados de Libertad	Suma de Cuadrados	Cuadrado Medio	Valor F Calculado	Valor F Tabular (0.05)	Significancia
Bloques	2	0.06	0.03	0.48	3.63	NS
T	2	0.05	0.02	0.39	3.63	NS
P	2	9.80	4.90	80.67	3.63	*
TxP	4	0.54	0.14	2.23	3.01	NS
Error	16	0.97	0.06			
Total	26	11.42				
CV = 3.85						

Siendo las hipótesis generadas para el análisis de Varianza, se aprueba la Hipótesis alternativa:

Ha: $t \neq t_i$ para al menos un i ; $i = 1, 2, \dots, t$. (Al menos uno de los tratamientos produce efectos distintos)

Las diferentes escalas de pH, presentaron diferencias significativas a un p valor > 0.05 por sí solos. Por otro lado, el contraste de los tratamientos no

expresó diferencias significativas, tampoco las diferentes escalas de agregado de *Trichoderma spp.*

Siendo que la prueba de ANOVA concluyó que algunas de las medias entre los grupos presentan diferencia significativa. Se realiza la prueba de Tukey para determinar aquel grupo cuyas medias son las que presenta diferencias significativas. De acuerdo con Tukey dos medias son estadísticamente diferentes cuando el valor absoluto de la diferencia entre ellas es igual o superior al valor de la diferencia mínima significativa, siendo el caso las Medias.

Tabla Nº 12. Análisis de Tukey con los valores de pH finales

ANALISIS DE EFECTOS

Efectos generales:

Tratam	Clave	Promedios	Significancia Tukey
T3	T100P8	7.070	a
T6	T200P8	7.063	a
T9	T300P8	7.007	a
T2	T100P6	6.690	a
T5	T200P6	6.623	a
T8	T300P6	6.350	a b
T7	T300P4	5.797	b c
T4	T200P4	5.680	b c
T1	T100P4	5.310	c

Efectos principales (A):

Tratamientos	Promedios	Tukey
T200	6.456	a
T300	6.384	a
T100	6.357	a

Efectos principales (P):

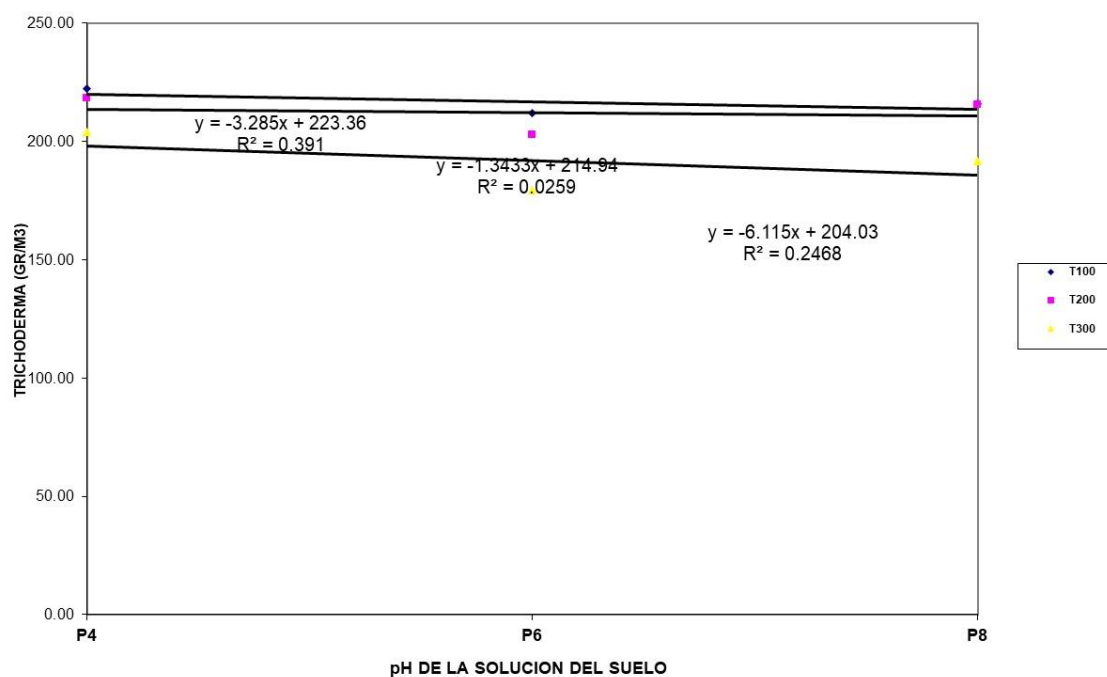
Tratamientos	Promedios	Tukey
P8	7.047	a
P6	6.554	b
P4	5.596	c

Efectos simples de A(P) y P(A):

Tratamientos		Promedios	Tukey	Tratamientos		Promedios	Tukey
T100	P8	7.070	a	P4	T300	5.797	a
	P6	6.690	a		T200	5.680	a
	P4	5.310	b		T100	5.310	a
T200	P8	7.063	a	P6	T100	6.690	a
	P6	6.623	a		T200	6.623	a
	P4	5.680	b		T300	6.350	a
T300	P8	7.007	a	P8	T100	7.070	a
	P6	6.350	b		T200	7.063	a
	P4	5.797	c		T300	7.007	a

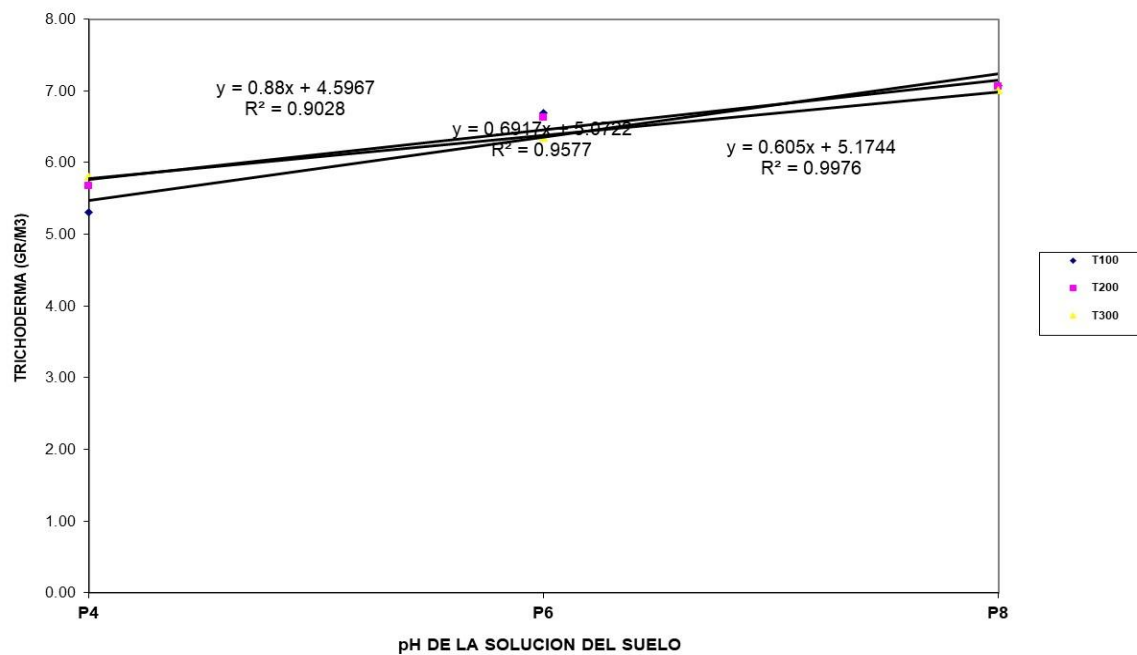
Elaboración propia

Figura N° 3. Valores iniciales del *Trichoderma spp* bajo las condiciones iniciales de pH



Elaboración propia

Figura N° 4. Valores finales del *Trichoderma spp* bajo las condiciones finales de pH



Elaboración propia

V. CONCLUSIONES

Se demostró la capacidad de biodegradación del hongo *Trichoderma spp* a diferentes escalas de pH en suelos residuales contaminados con cianuro de la Compañía Minera Corire SAC en el distrito de Caravelí en Arequipa.

Al evaluar el nivel de *Trichoderma spp* adecuado para la biodegradación de cianuro en suelos contaminados, siendo que se trabajó con 3 niveles de agregado distintos (100 g/m^3 , 200 g/m^3 y 300 g/m^3). Los tratamientos arrojaron cantidades residuales promedio de cianuro del orden 216.79 mg/kg, 212.25 mg/kg y 191.80 mg/kg respectivamente. Visibilizando una mayor eficiencia de remoción con el agregado correspondiente a 300 g/m^3

Ahora bien, siendo que cada tratamiento respecto a los agregados de *Trichoderma spp* fueron contrastados con 3 niveles de pH iniciales de 4, 6 y 8, se obtuvieron cantidades promedio de cianuro del orden 214.96 (mg/kg), 198.08 (mg/kg), 207.80 (mg/kg) respectivamente. Visibilizando una mayor eficiencia de remoción con el pH inicial de 6. Además de visibilizarse una fluctuación de los valores iniciales de pH hacia el final del experimento (ver figura N°2 y N°3), a valores finales de pH de 5.60, 6.5 y 7.05, aumentando de 4 a 5.6 y de 6 a 6.5 para los dos primeros casos, por el contrario para el tercer caso, una reducción de pH inicial de 8 a 7.05 de pH final.

Los análisis de varianza demostraron que los factores de agregado de *Trichoderma spp* y las diferentes escalas de pH presentan diferencias significativas en cuanto a sus niveles, por otro lado, el contraste de estos dos factores no presentó diferencias significativas.

VI. RECOMENDACIONES

El crecimiento del aislado se vio favorecido por la agregación de compost, una información invaluable para el diseño de una planta de tratamiento de suelos residuales. Sin embargo, se recomienda que los estudios sobre la biodegradación simultánea de cianuro de complejo metálico y cianuro libre, incluidos los agentes naturales de degradación involucradas, se investiguen para aplicaciones de ingeniería ambiental integral. En el futuro, un mayor avance de las herramientas ómicas y los métodos basados en la ingeniería pueden ayudarnos a diseñar estrategias más eficientes para descontaminar el medio ambiente de los desechos que contienen cianuro.

Se sugiere realizar estudios con otros valores de *Trichoderma spp* y pH

VII. REFERENCIAS

- Agroware. (2016). *Aprovechamiento de hongos bondadosos en agricultura: Trichoderma*. Sistema Agrícola. <http://sistemaagricola.com.mx/blog/hongos-en-agricultura-trichoderma/>
- Akinpelu, E. A., Adetunji, A. T., Ntwampe, S. K. O., Nchu, F., & Mekuto, L. (2018). Performance of fusarium oxysporum EKT01/02 isolate in cyanide biodegradation system. *Environmental Engineering Research*, 23(2), 223–227. <https://doi.org/10.4491/eer.2017.154>
- Brüger, A., Faflek, G., Restrepo B., O. J., & Rojas-Mendoza, L. (2018). On the volatilisation and decomposition of cyanide contaminations from gold mining. *Science of the Total Environment*, 627, 1167–1173. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.320>
- Compañía Minera – Corire. (2020). *Compañía Minera – Corire*. Área de Responsabilidad Social. <http://cmcorire.com/>
- Contreras-Cornejo, H. A., Macías-Rodríguez, L., Del-Val, E., & Larsen, J. (2016). Ecological functions of Trichoderma spp. and their secondary metabolites in the rhizosphere: interactions with plants. *FEMS Microbiology Ecology*, 92(4), fiw036. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw036>
- Cremona, M. V., & Enriquez, A. S. (2020). ALGUNAS PROPIEDADES DEL SUELO QUE CONDICIONAN SU COMPORTAMIENTO: El pH y la conductividad eléctrica. *Presencia*, 5–8. https://repositorio.inta.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12123/7709/INTA_CRPatagoniaNorte_EEABariloche_Cremona_MV_Algunas_Propiedades_Del_Suelo_Que_Condicionan_Su_Comportamiento.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Eskander, S., & Saleh, H. E. M. (2017). Biodegradation: Process Mechanism. *Biodegradation and Bioremediation*, 8(January), 1–31. https://www.researchgate.net/publication/312491332_Biodegradation_Process_Mechanism
- Feng, Y., Wang, J., Bai, Z., & Reading, L. (2019). Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. *Earth-Science Reviews*, 191(February), 12–25.

<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.015>

Grosso, F., Bååth, E., & De Nicola, F. (2016). Bacterial and fungal growth on different plant litter in Mediterranean soils: Effects of C/N ratio and soil pH. *Applied Soil Ecology*, 108, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.07.020>

Hernández Sampieri, R., & Mendoza Torres, C. P. (2018). Metodología de la investigación: las tres rutas cuantitativa, cualitativa y mixta . In *Mc Graw Hill* (Vol. 1, Issue Mexico). http://www.mhhe.com/latam/sampieri_mi1e

Hong, C., Xiaode, Z., Mengjing, G., Wei, W., & Info, P. (2016). *Comparative evaluation of cyanide removal by adsorption, biodegradation, and simultaneous adsorption and biodegradation (SAB) process using and almond shell*. 37(July), 603–609.

https://www.researchgate.net/profile/Naveen_Dwivedi/publication/310463061_Comparative_evaluation_of_cyanide_removal_by_adsorption_biodegradation_and_simultaneous_adsorption_and_biodegradation_SAB_process_using_Bacillus_cereus_and_almond_shell/links/58396a

Hoorman, J. J. (2011). The Role of Soil Fungus. *The Journal of General and Applied Microbiology*, 7(2), 128–144. <https://doi.org/10.2323/jgam.7.128>

Ibrahim, K. K., Syed, M. A., Shukor, M. Y., & Ahmad, S. A. (2015). Biological remediation of cyanide: A review. *Biotropia*, 22(2), 151–163. <https://doi.org/10.11598/btb.2015.22.2.393>

Jenkins, A. (2015). *Soil Biology Basics - Soil fungi*. https://www.dpi.nsw.gov.au/__data/assets/pdf_file/0020/41645/Soil_fungi.pdf

Kumar, R., Saha, S., Dhaka, S., Kurade, M. B., Kang, C. U., Baek, S. H., & Jeon, B. H. (2017). Remediation of cyanide-contaminated environments through microbes and plants: a review of current knowledge and future perspectives. *Geosystem Engineering*, 20(1), 28–40. <https://doi.org/10.1080/12269328.2016.1218303>

Lee Taylor, D., & Sinsabaugh, R. L. (2015). The Soil Fungi. In *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry* (Issue January 2018). ResearchGate. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-415955-6.00004-9>

Li, M. F., Li, G. H., & Zhang, K. Q. (2019). Non-volatile metabolites from *Trichoderma* spp. *Metabolites*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/metabo9030058>

- Liu, X., Bai, Z., Zhou, W., Cao, Y., & Zhang, G. (2017). Changes in soil properties in the soil profile after mining and reclamation in an opencast coal mine on the Loess Plateau, China. *Ecological Engineering*, 98, 228–239. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.078>
- Lovasoa, C. R., Hela, K., Harinaivo, A. A., & Hamma, Y. (2017). Bioremediation of soil and water polluted by cyanide: A review. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 11(6), 272–291. <https://doi.org/10.5897/ajest2016.2264>
- Lozano-Rivas, W. A. (2018). pH DEL SUELO. *Suelos*, 1, 64–66. <https://doi.org/10.2307/j.ctv8j5r0.16>
- Montiel-Rozas, M. M., Domínguez, M. T., Madejón, E., Madejón, P., Pastorelli, R., & Renella, G. (2018). Long-term effects of organic amendments on bacterial and fungal communities in a degraded Mediterranean soil. *Geoderma*, 332(June), 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.022>
- Moradkhani, M., Yaghmaei, S., & Nejad, Z. G. (2018). Biodegradation of cyanide under alkaline conditions by a strain of *Pseudomonas putida* isolated from gold mine soil and optimization of process variables through response surface methodology (RSM). *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, 62(3), 265–273. <https://doi.org/10.3311/PPch.10860>
- Natalia Rodriguez Eugenio;, Michael McLaughlin;, & Daniel Pennock; (2019). La contaminación del suelo: una realidad oculta. In *Organizacion de las Naciones Unidas para la alimentacion y la agricultura FAO*. <http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>
- Neina, D. (2019). The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019(3). <https://doi.org/10.1155/2019/5794869>
- Nieto-Jacobo, M. F., Steyaert, J. M., Salazar-Badillo, F. B., Vi Nguyen, D., Rostás, M., Braithwaite, M., De Souza, J. T., Jimenez-Bremont, J. F., Ohkura, M., Stewart, A., & Mendoza-Mendoza, A. (2017). Environmental growth conditions of trichoderma spp. Affects indole acetic acid derivatives, volatile organic compounds, and plant growth promotion. *Frontiers in Plant Science*, 8(February), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00102>

Observatorio de Conflictos Mineros de América Latina. (2017). Prohibición de uso de Cianuro en Minería. In *Phys. Rev. E. Cordaic*. https://www.ocmal.org/wp-content/uploads/2017/03/guia_proyectos_ley_prohibicion_cianuro.pdf

Razanamahandry, L. C., Andrianisa, H. A., Karoui, H., Podgorski, J., & Yacouba, H. (2018). Prediction model for cyanide soil pollution in artisanal gold mining area by using logistic regression. *Catena*, 162(November 2017), 40–50. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.11.018>

Sadeghian, S., & Díaz, C. (2020). Corrección de la acidez del suelo: alteraciones químicas del suelo. *Cenicafé*, 71(1), 7–20. <https://www.cenicafe.org/es/publications/1-CorreccionAcidez.pdf>

Seney, C. S., Bridges, C. C., Aljic, S., Moore, M. E., Orr, S. E., Barnes, M. C., Joshee, L., Uchakina, O. N., Bellott, B. J., Mckallip, R. J., Drace, K., Veiga, M. M., & Kiefer, A. M. (2020). *Reaction of Cyanide with Hg 0 - Contaminated Gold Mining Tailings Produces Soluble Mercuric Cyanide Complexes*. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.0c00211>

Sharma, M., Akhter, Y., & Chatterjee, S. (2019). A review on remediation of cyanide containing industrial wastes using biological systems with special reference to enzymatic degradation. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 35(5), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11274-019-2643-8>

Sut, M., Boldt-Burisch, K., & Raab, T. (2016). Possible evidence for contribution of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in phytoremediation of iron–cyanide (Fe–CN) complexes. *Ecotoxicology*, 25(6), 1260–1269. <https://doi.org/10.1007/s10646-016-1678-y>

Xiao, D., Huang, Y., Feng, S., Ge, Y., Zhang, W., He, X., & Wang, K. (2018). Soil organic carbon mineralization with fresh organic substrate and inorganic carbon additions in a red soil is controlled by fungal diversity along a pH gradient. *Geoderma*, 321(January 2017), 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.003>

VIII. DECLARACION JURADA



Lima, 02 de octubre 2020

Señores

UNIVERSIDAD CESAR VALLEJO

Facultad de Ingeniería y Arquitectura

Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental

Yo Aldo Hinostroza Aponte, identificado con DNI N° 07856631, en mi calidad de Gerente General de Compañía Minera Corire S.A.C., autorizo a Leidy Helen Gallardo Pedroso, egresada del programa de Ingeniería Ambiental, a utilizar información confidencial de la empresa para el proyecto denominado **Trabajo de suficiencia Profesional**.

Como condiciones contractuales, el estudiante se obliga a:

- No divulgar ni usar para fines personales la información (documentos, expedientes, escritos, artículos, contratos, estados de cuenta y demás materiales) que, con objeto de la relación de trabajo, le fue suministrada.
- No proporcionar a terceras personas, verbalmente o por escrito, directa o indirectamente, información alguna de las actividades y/o procesos de cualquier clase que fuesen observadas en la empresa durante la duración del proyecto.
- No utilizar completa o parcialmente ninguno de los productos (documentos, metodología, procesos y demás) relacionados con el proyecto. El estudiante asume que toda información y el resultado del proyecto serán de uso exclusivamente académico.

El material suministrado por la empresa será la base para la construcción de un estudio de caso.

En caso de que alguna(s) de las condiciones anteriores sea(n) infringida(s), el estudiante queda sujeto a la responsabilidad civil por daños y perjuicios que cause a Compañía Minera Corire S.A.C, así como a las sanciones de carácter penal o legal a que se hiciere acreedor.

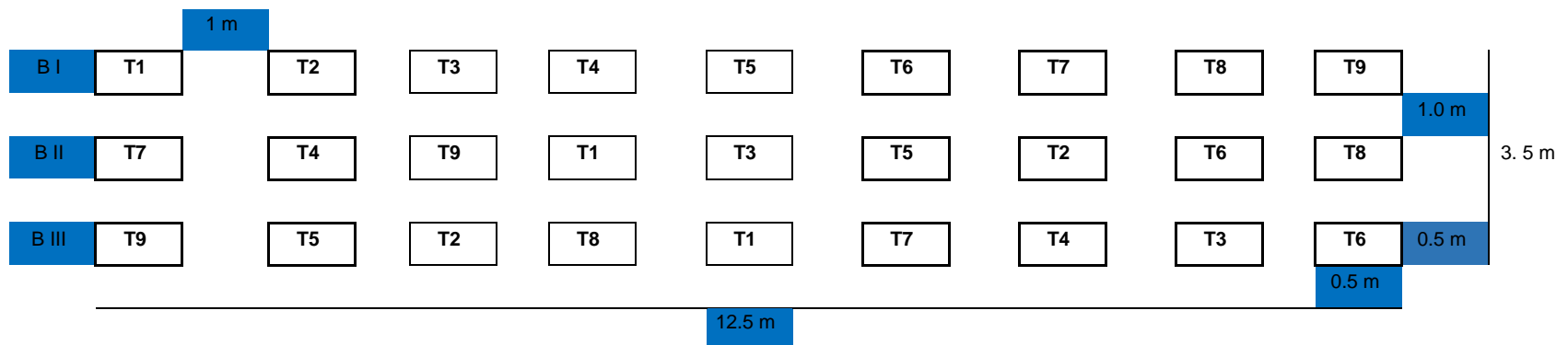
Atentamente

ALDO HINOSTROZA APONTE
GERENTE GENERAL
COMPAÑIA MINERA CORIRE S.A.C.

IX. ANEXOS

Anexo N° 1. Croquis experimental

Figura N° 1. Croquis experimental



Elaboración propia



**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Declaratoria de Originalidad del Autor / Autores

Yo (Nosotros), GALLARDO PEDROSO LEIDY HELEN estudiante(s) de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA y Escuela Profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO, declaro (declaramos) bajo juramento que todos los datos e información que acompañan al Trabajo de Suficiencia Profesional titulado: "CAPACIDAD DE BIODEGRADACION DE TRICHODERMA SPP A DIFERENTES ESCALAS DE PH EN SUELOS RESIDUALES CONTAMINADOS CON CIANURO DE LA COMPAÑÍA MINERA CORIRE SAC EN EL DISTRITO DE CARAVELI – AREQUIPA", es de mi (nuestra) autoría, por lo tanto, declaro (declaramos) que el Trabajo de Suficiencia Profesional:

1. No ha sido plagiado ni total, ni parcialmente.
2. He (Hemos) mencionado todas las fuentes empleadas, identificando correctamente toda cita textual o de paráfrasis proveniente de otras fuentes.
3. No ha sido publicado ni presentado anteriormente para la obtención de otro grado académico o título profesional.
4. Los datos presentados en los resultados no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados.

En tal sentido asumo (asumimos) la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

Lima; 25 de febrero de 2021

Apellidos y Nombres del Autor	Firma
GALLARDO PEDROSO LEIDY HELEN DNI: 47171689 ORCID: 0000-0002-9162-1333	